Environment Canada Environnement Canada

Organochlorines and Polyaromatic Hydrocarbons in the St. Lawrence River at Wolfe Island, 1982/84

A. Sylvestre

TECHNICAL BULLETIN NO. 144

INLAND WATERS/LANDS DIRECTORATE
ONTARIO REGION
WATER QUALITY BRANCH
BURLINGTON, ONTARIO, 1987

(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1987

Cat. No. En 36-503/144E

ISBN 0-662-15626-9

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
METHODOLOGY	1
Sampling station	1
Sampling procedure	1
RESULTS AND DISCUSSION	2
Organochlorine pesticides and PCBs	2
In whole water	2
In suspended sediments	4
Chlorobenzenes	5
Polyaromatic hydrocarbons	6
Loading estimates	6
CONCLUSIONS	7
RECOMMENDATIONS	8
ACKNOWLEDGMENTS	8
REFERENCES	8
APPENDIX A. Organochlorine occurrence at Wolfe Island, 1982/84	10

Tables

1. Organochlorines and polyaromatic hydrocarbons measured at Wolfe Island station, 1982/84	3
2. Organochlorine pesticide and PCB concentrations at Wolfe Island, 1982/84	3
3. Comparison of organochlorine concentrations found at station No. 78 of the surveillance program and at Wolfe Island in October 1983	3
4. Organochlorine pesticide and PCB concentrations found at stations 189S and 192N in June 1981	4
5. Chlorobenzene concentrations in suspended sediments at Wolfe Island, 1982/84	6
6. Organochlorine pesticide, PCB, and chlorobenzene loading estimates from Lake Ontario to the St. Lawrence River, 1982/84	7
7. Loading estimates of organic input to Lake Ontario from literature and of organic output from Wolfe Island, 1982/84	7

Illustration

Figure 1. Sampling station locations	2

Abstract

Whole water and suspended sediment samples were collected monthly at Wolfe Island on the St. Lawrence River from April 1982 to December 1984. Samples were analyzed for organochlorines and polyaromatic hydrocarbons.

α- and γ-BHC and dieldrin were found in more than 40% of the whole water samples. α-BHC, dieldrin, PCBs, and tDDT occurred in more than 50% of the suspended sediment samples, and mirex, α-chlordane, and β-endosulfan were measured 20% to 35% of the time. Higher chlorinated chlorobenzenes such as hexa, penta, 1,2,3,4-tetra, and 1,2,4-tri were also detected in more than 50% of the suspended sediment samples. Rough estimates of the loading budget for PCBs, tDDT, and tBHC for Lake Ontario suggest that these compounds remain in the lake or are volatilized. Recommendations for future monitoring programs are discussed.

Résumé

D'avril 1982 à décembre 1984, on a prélevé mensuellement dans le Saint-Laurent, au niveau de l'île Wolfe, des échantillons d'eau non filtrée et de sédiments en suspension pour l'analyse des organochlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Dans plus de 40 % des échantillons d'eau non filtrée, on a décelé de l'α-BHC et du γ-BHC ainsi que de la dieldrine. L'α-BHC, la dieldrine, les BPC et le DDT total ont été trouvés dans plus de la moitié des échantillons de sédiments en suspension, tandis que le mirex, l'α-chlordane et le β-endosulfan ont été mesurés de 20 % à 35 % du temps. Les chlorobenzènes fortement chlorés tels que l'hexachlorobenzène, le pentachlorobenzène, le 1, 2, 3, 4-tétrachlorobenzène et le 1, 2, 4-trichlorobenzène ont été détectés dans plus de la moitié des échantillons de sédiments en suspension. Une estimation grossière du bilan des BPC, du DDT total et du BHC total dans le lac Ontario, porte à croire que ces composés demeurent en grande partie dans le lac ou se volatilisent.

Organochlorines and Polyaromatic Hydrocarbons in the St. Lawrence River at Wolfe Island, 1982/84

A. Sylvestre

INTRODUCTION

In the last decade, pollution problems in the Great Lakes basin have shifted in focus from excess nutrients to toxic contaminants. The intensive agricultural use of persistent pesticides between 1950 and 1970 and improper disposal methods for many other toxic substances are among the practices responsible for the current problem in the Great Lakes basin.

Scientific and public attention have been concentrated on the Niagara River and the western part of Lake Ontario. Until recently, however, toxic contaminant problems in the eastern end of the lake were rarely reported.

On three separate occasions in 1975, 1977, and 1981, the Water Quality Branch, Ontario Region (WQB/OR), reported the existence of organic contaminants in the international section of the St. Lawrence River. To better evaluate the extent of this contamination, the Water Quality Branch added organic sampling to its regular water quality monitoring program for the Wolfe Island permanent station located on the south channel of the St. Lawrence River.

The purpose of this report is to present and evaluate the results from the first three years of data collection at this site. A description of the station and sampling procedures is provided in the first part. The second part presents the occurrence and concentration of organochlorine pesticides, PCBs, chlorobenzenes, and polyaromatic hydrocarbons, and also estimates the loadings to the St. Lawrence River for the main contaminants. Finally, recommendations for further studies and the future direction of this program are presented.

METHODOLOGY

Sampling Station

The sampling station is located on Wolfe Island between Banford Point and the U.S. shore at latitude 44°12'24" N by longitude 76°14'18" W (Fig. 1).

Wolfe Island divides the St. Lawrence River into two channels. The south channel receives about 60% of the flow from Lake Ontario, and the north channel the remaining 40% (Casey and Salbach, 1974).

Banford Point, on the south channel, was chosen as the most suitable location for a permanent water quality monitoring station because there was little direct human influence in the channel there. Initial operation of the station began in October 1976, and only the main water quality parameters (pH, specific conductance, turbidity, nutrients, major ions, and trace metals) were monitored. In April 1982 sampling for organic compounds (organochlorine pesticides, PCBs, polyaromatic hydrocarbons, and chlorobenzenes) was added to the initial program.

Sampling Procedure

Suspended sediments were collected using an intake line, pump, and Westfalia separator. The intake line was a 3/4-inch polyethylene tube. It was located about 122 m from the shore at a depth of 14 m and was held 6 m off the bottom of the river. Over the sampling period, two different types of pumps were used. From April 1982 to June 1984, the sampling was done with a Moyno Model FA-11. After June 1984, a March 5C-MD submersible magnetic-drive pump was used. Water was pumped through the Westfalia centrifuge at an approximate rate of 6 L/min. In order to collect enough sediments for analysis, the centrifugation process was extended over a period of 24 hours.

Suspended sediments were removed from the centrifuge bowls in the laboratory by scraping them from the walls of the bowl chambers with a Teflon scraper. The resulting sediment-water slurry was pressure filtered through a 5-μm Teflon filter. The filter was then air dried in a desiccator. After drying completely, the sediments were removed from the filter, homogenized with a mortar and pestle, and submitted to the National Water Quality Laboratory (NWQL) for analysis. Analytical methodology for the sediments is described in the *Analytical Methods Manual Update 1982* (Environment Canada, 1983).

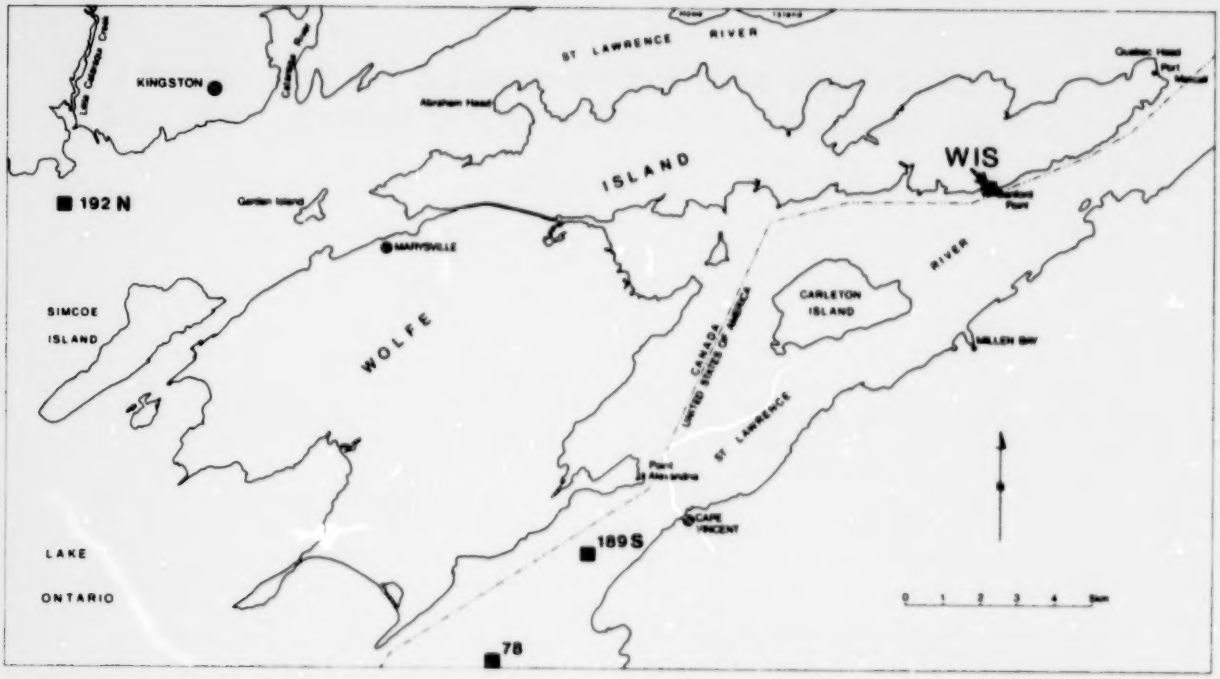

Figure 1. Sampling station locations. (WIS designates Wolfe Island station.)

This suspended sediment sampling program started in April 1982. Sampling frequency was once a month. Each time a suspended sediment sample was collected, a whole water sample was also taken in two 1-L, precleaned glass bottles (analytical methods from the *Analytical Methods Manual Update 1982* [Environment Canada, 1983]). Data in this report cover the period from April 1982 to December 1984.

RESULTS AND DISCUSSION

Organochlorine Pesticides and PCBs

The organochlorine pesticides (OCs) routinely measured in samples collected at Wolfe Island are listed in Table 1. Detection limits were as follows: 0.4 ng/L in water (9.0 ng/L for PCBs) and 4 ng/g in sediments (90 ng/g for PCBs). The OC results for water and suspended sediments will be examined separately.

In Whole Water

Three of the 18 organochlorine pesticides routinely measured in whole water samples were detected in more than 40% of the samples (Appendix A, Table A-1), They are α- and γ-BHC and dieldrin. Their respective mean concentrations for the period 1982/84 were 5.8 ng/L, 1.0 ng/L, and 0.4 ng/L (Table 2). These concentrations were about half those found at the mouth of the Niagara River, where levels of 10.5 ng/L for α-BHC, 2.1 ng/L for γ-BHC, and 0.6 ng/L for dieldrin were reported for the period 1980/81 (Kuntz and Warry, 1983).

In addition to these compounds, PCBs, α- and γ-chlordane, p,p'-DDE, and heptachlor epoxide were found in more than 40% of the samples collected from the Niagara River at Niagara-on-the-Lake (NOTL) in 1980/81 (Kuntz and Warry, 1983). The volume of water collected was the same (2 L) in both cases, but the detection limit (0.1 ng/L) was lower for NOTL samples. It should be noted that α- and γ-chlordane, p,p'-DDE, and heptachlor epoxide present at NOTL were at concentrations below or near the detection limit of Wolfe Island samples. As the Niagara River is an important contributor of OCs to Lake Ontario (Warry and Chan, 1981; Oliver and Nicol, 1984), it is not surprising to find some of them present in low concentrations at Wolfe Island. In the lake, contaminants can be removed from the water column by volatilization, uptake by aquatic organisms, and settling of the particles on which the pesticides are adsorbed (Robinson, 1973).

The Niagara River, however, is not the only source of OCs to Lake Ontario. Atmospheric loading accounts for an appreciable input (Strachan and Huneault,1979). Also, the Bay of Quinte (Frank *et al.*, 1980; Fox and Joshi, 1984) and the Oswego (Holdrinet *et al.*, 1978; Scrudato and DelPrete, 1982) and the Black rivers (Collin, 1980) are possible sources, not to mention many other minor point and non-point sources. All these possible inputs and the recent success of large volume sampling methods (McCrea *et al.*, 1985; Biberhofer and Stevens, 1985) lead one to suspect that more OCs are present in the south channel of the St. Lawrence River than were detected by this study.

Table 1. Organochlorines and Polyaromatic Hydrocarbons Measured at Wolfe Island Station, 1982/84

Whole water and suspended sediments
Organochlorine pesticides
p,p'-DDT
o,p'-DDT
p,p'-TDE
p,p'-DDE
p,p'-Methoxychlor
Heptachlor
Heptachlor epoxide
α-Endosulfan
β-Endosulfan
α-Chlordane
γ-Chlordane
α-BHC
γ-BHC
Mirex
Aldrin
Endrin
HEOD (dieldrin)
PCBs
Araclor total
Suspended sediments
Polyaromatic hydrocarbons
Pyrene
Fluorene
Indene
1,2,3,4-Tetrahydronaphthalene
1-Methylnaphthalene
2-Methylnaphthalene
β-Chloronaphthalene
Acenaphthalene
Quinoline
Acenaphthene
Phenanthrene
Fluoranthene
Chlorobenzenes
1,3-Dichlorobenzene
1,2-Dichlorobenzene
1,4-Dichlorobenzene
1,3,5-Trichlorobenzene
1,2,3-Trichlorobenzene
1,2,4-Trichlorobenzene
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene
Pentachlorobenzene
Hexachlorobenzene*

* Also analyzed in whole water sample.

Table 2. Organochlorine Pesticide and PCB Concentrations (occurrence >40%) at Wolfe Island, 1982/84

Parameters	N	Occurrence (%)	Mean	St. dev.	Range
		Whole water (ng/L)			
α-BHC	32	94	5.8	3.3	DL - 13.8
γ-BHC	32	88	1.0	0.6	DL - 2.5
Dieldrin	32	41	0.4	0.3	DL - 1.6
		Suspended sediments (ng/g)			
PCBs	30	93	162	78	DL - 360
tDDT	30	90	18	13	DL - 58
Dieldrin	30	83	9	7	DL - 29
α-BHC	30	53	5	5	DL - 29

Note: Values equal to detection limit are included in calculation as half detection limit.

To illustrate the validity of this assumption, the results from a large volume water sample (36 L) collected off the shore of Wolfe Island at station No. 78 of the surveillance program (Fig. 1) are presented along with the levels measured at Wolfe Island during October 1983 (Table 3). PCBs, tDDT, methoxychlor, endrin, α- and γ-chlordane, and heptachlor epoxide were found using the large volume sampler at concentrations below the detection limit permitted by the analytical method used for Wolfe Island samples.

Table 3. Comparison of Organochlorine Concentrations (ng/L) Found at Station No. 78 of the Surveillance Program and at Wolfe Island in October 1983

Parameter	No. 78	Wolfe Island
α-BHC	4.83	4.9
γ-BHC	1.16	0.5
Heptachlor epoxide	0.333	<DL
α-Chlordane	0.010	<DL
γ-Chlordane	0.026	<DL
Dieldrin	0.538	<DL
Endrin	0.093	<DL
Mirex	<DL	<DL
Methoxychlor	0.052	<DL
tDDT	0.175	<DL
PCBs	0.430	<DL

Note 1: Source of station No. 78 data: Biberhofer and Stevens, 1985.

Note 2: Detection limit for Wolfe Island data: 9.0 ng/L for PCBs and 0.4 ng/L for OCs.

The presence of BHC compounds at the Wolfe Island station can be explained by their extensive use as fungicides and seed dressing (Martin and Worthing, 1974). The presence of BHC compounds in the whole water samples is attributed to both their higher solubility (α-BHC, 1.21 to 2.03 mg/L; γ-BHC, 7.52 mg/L at 25°C) (United States Environmental Protection Agency, 1979) and their continued use. The Niagara River (Kuntz and Warry, 1983) and atmospheric inputs (Strachan and Huneault, 1979) constitute the main sources to Lake Ontario. α-BHC was found in higher concentrations (5.8 ng/L) than γ-BHC (1.0 ng/L). This is likely due to photochemical conversion, which can, under certain environmental conditions, transform commercial lindane products (~90% γ-BHC) (United States Environmental Protection Agency, 1979) to α-BHC (Malaiyandi *et al.*, 1982; United States Environmental Protection Agency, 1979). γ-BHC can also be isomerized to α-, β-, and δ-BHC by biological processes (Benezet and Matsumura, 1973; United States Environmental Protection Agency, 1979).

The insecticides aldrin, dieldrin, and DDT were used extensively in Ontario from 1950 to 1969, the year they were banned (Harris and Miles, 1975). Biotransformation of aldrin into dieldrin (United States Environmental Protection Agency, 1979) and the high persistence of the latter account for the occurrence of dieldrin in water samples 15 years after the ban. Dieldrin is ubiquitous in the Lake Ontario basin (Harris and Miles, 1975). The levels measured at Wolfe Island range from non-detectable to 1.6 ng/L. The mean concentration of this compound is close to the detection limit, as 60% of the results were reported as less than 0.4 ng/L, and the value measured in Lake Ontario off the shore of Wolfe Island in October 1983 was 0.583 ng/L (Biberhofer and Stevens, 1985).

DDT was found very rarely in Wolfe Island whole water samples. Intensive use of this pesticide was associated with tobacco production areas located mainly in the Lake Erie basin (Frank *et al.*, 1974). The infrequent occurrence of DDT may be due to insufficiently sensitive analytical methods as Biberhofer and Stevens reported a concentration of 0.175 ng/L at station No. 78 (Fig.1) in 1985.

No clear seasonal variation was observed in any of the parameters measured.

With only three years of data, large fluctuations in standard deviations, and many values below the detection limit, it was difficult to establish trends for these parameters.

Five of the α-BHC values exceeded the IJC objective of 10 ng/L (International Joint Commission, 1978). The objectives for aldrin, dieldrin, and PCBs are one order of magnitude lower (1.0 ng/L) (International Joint Commission, 1978). Dieldrin concentrations were above this value on three occasions. The only result for aldrin and the two for PCBs are not in compliance with the objective. The origin of these elevated concentrations is not clear.

In Suspended Sediments

In suspended sediments the situation is slightly different (Appendix A, Tables A-2 and A-3). As in the water samples, α-BHC and dieldrin were detected in more than 40% of the samples, but γ-BHC concentrations were below the detection limit of 4.0 ng/g. The levels of α-BHC (6 ng/g) were only half as high as those reported at NOTL for the period 1979/81 (Kuntz and Warry, 1983), while dieldrin concentrations (9 ng/g) were more than two times higher.

PCBs were found in 93% of the samples. A mean of 162 ng/g was measured (1982/84). The mean was around four times lower than at NOTL (1979/81), but quite close to the values found near Cape Vincent in 1981 (200 ng/g) and upstream near Kingston (190 ng/g) (Merriman, 1985; Table 4). PCBs were introduced in Canada in 1929 and used in electrical equipment and other products. Since 1977 they have been restricted to electrical equipment only (Durham and Oliver, 1983). They are widely distributed in the Lake Ontario basin. Mean bottom sediment levels of 57 ng/g were reported by Frank *et al.* (1979) for Lake Ontario. The Niagara River (Kuntz and Warry, 1983; Fox

Table 4. Organochlorine Pesticide and PCB Concentrations (ng/g) Found at Stations 189S and 192N in June 1981

	Bottom sediments		Suspended sediments	
Parameters	189S	192N	189S	192N
α-BHC	<	<	2	<
γ-BHC	<	<	<	<
Heptachlor	<	<	<	<
Aldrin	<	<	<	<
Heptachlor epoxide	<	<	<	<
γ-Chlordane	<	<	3	7
α-Chlordane	<	<	5	<
α-Endosulfan	<	<	<	<
p,p'-DDE	3	45	16	14
Dieldrin	<	<	14	4
Endrin	<	<	<	<
o,p'-DDT	<	<	<	<
p,p'-TDE	<	11	<	20
p,p-DDT	<	<	9	<
β-Endosulfan	<	<	<	<
Mirex	<	9	6	6
p,p'-Methoxychlor	<	<	<	<
PCBs	10	310	200	190

< = Below detection limit.
Source: Merriman, 1985.

et al., 1983; Durham and Oliver, 1983) and the Bay of Quinte (Frank *et al.*, 1979) are important sources. Inputs via wet and dry precipitation are also considered important (Eisenreich *et al.*, 1981).

DDT was also found in suspended sediment samples from Wolfe Island. It was not surprising to find this compound and its metabolites associated only with particulate matter because of its low solubility (0.0012 ppm) (United States Environmental Protection Agency, 1980). Total DDT (tDDT) was found in 90% of the samples at a mean concentration of 18 ng/g. The oxidized form, p,p′-DDE, was the more common form (87%), although the reduced form, p,p′-TDE, was also found (43%). The presence of p,p′-DDT was detected in three samples. A concentration of 9 ng/g was also measured in samples collected near Cape Vincent (station 189S) in 1981 (Merriman, 1985). Since p,p′-DDT is the predominant form found in technical DDT (around 77%) (United States Environmental Protection Agency, 1980), it is possible that there may be a source near the south channel. Because of the stability of the compound, however, it is more likely that the source is old sediment deposits.

In contrast to the whole water sample data, where few compounds were detected less than 40% of the time, α-chlordane (33%), mirex (33%), and β-endosulfan (20%) were found in suspended sediments (Appendix A, Table A-3).

Chlordane is a soil insecticide that was introduced to Canada in 1940 (Harris and Miles, 1975). Its use increased markedly in 1970 when aldrin, dieldrin, and heptachlor were banned (Frank *et al.*, 1979). Since 1977, use of this product has also been prohibited. α-Chlordane concentrations range from detection limit to 27 ng/g (Appendix A, Table A-3), but most values remained close to the detection limit. In 1981, at station 189S (Fig. 1), values of 3 ng/g for γ-chlordane and 5 ng/g for α-chlordane were detected in suspended sediments (Merriman, 1985).

Mirex was first reported in Lake Ontario fish samples collected from the Bay of Quinte in 1973 (Kaiser, 1974). Subsequently, a sediment study conducted by Holdrinet *et al.* (1978) identified two sources of the chemical to Lake Ontario: the Niagara and Oswego rivers . They also determined that a discharge to the Oswego River occurred at the beginning of the sixties. The substance probably began entering the Niagara River around the same period, the late fifties or early sixties (Pickett and Dossett, 1979). Mirex is still being released by both rivers. Concentrations of 12 ng/g were reported for the period 1979/81 at NOTL by Kuntz and Warry (1983). In their 1979 study, Scrudato and DelPrete (1982) concluded that the Oswego River is still a source of mirex and will be for many years. In 1981 it was found that this insecticide is also widespread in suspended sediments of the international section of the St. Lawrence River at concentrations from 2 to 6 ng/g (Merriman, 1985). The highest concentrations were found upstream from Kingston and near Cape Vincent (stations 192N and 189S, respectively [Fig. 1]). A bottom sediment survey conducted along the international section of the St. Lawrence River in 1975 did not find mirex in any of the samples (detection limit = 1.0 ng/g) (Kuntz, 1985). The following year, Holdrinet *et al.* (1978) found no mirex residues in a series of suspended sediment samples taken from the St. Lawrence River between Lake Ontario and Quebec City (detection limit = 1.0 ng/g).

Biological samples, however, give different information. After the discovery of the product in fish from the Bay of Quinte (Kaiser, 1974), mirex was also found in adult herring gulls *(Larus argentatus)* at Pigeon Island in 1975 (Mineau *et al.*, 1984) and by the New York State Department of Environmental Conservation in several different fish species collected between Carleton Island and Massena in 1976 (Mirex Task Force, 1977). Karl Suns, of the Ontario Ministry of Environment, also reported mirex in spottail shiners *(Notropis hudsonius)* at Cornwall from 1979 to 1983 (Suns *et al.*, 1985). Since the main current in the Kingston basin of Lake Ontario, the nearest source to the St. Lawrence River, is a counterclockwise gyre (Pickett and Bermick, 1977; Simons, 1975), it may have prevented detectable levels of mirex from reaching the St. Lawrence River until the late seventies. Food chain concentration and mobility may explain the earlier presence of mirex and the more extended distribution in biological organisms than in sediments.

α- and β-Endosulfan were detected in 12% and 20% of the samples respectively. Results from a 1977 sediment survey led Frank *et al.* (1979) to suspect a spill of endosulfan in the Niagara basin of Lake Ontario. This spill, plus use of this compound by tobacco growers until 1977, could explain its presence in Lake Ontario. However, no endosulfan was found in either bottom or suspended sediments at stations 189S or 192N (Table 4) in 1981 (Merriman, 1985).

Chlorobenzenes

The presence of chlorobenzenes (CBs) in Lake Ontario has been reported by many authors: Oliver and Nicol, 1982; Fox *et al.*, 1983; and Biberhofer and Stevens, 1985. Most of these studies were undertaken at or near the mouth of the Niagara River because sources in that area were well known. Each isomer of chlorobenzene (same as in Table 1 plus 1,2,4,5-tetra) occurred in more than 70% of the suspended sediment samples collected weekly at NOTL in 1980

(Kuntz, 1984). Atmospheric inputs of CBs are restricted to hexachlorobenzene (HCB) (Strachan and Edwards, 1984). According to Oliver and Nicol (1982), the distribution pattern for the differenct CB compounds in the bottom sediments suggests a source of these compounds at the eastern end of Lake Ontario. The results from Wolfe Island samples also show distributions and concentrations that are different from those of the Niagara River. Four of the nine CBs regularly analyzed were detected in more than 40% of the samples. These were mainly highly chlorinated CBs (Table 5). The manufactured isomers (lower chlorinated) were virtually absent, except for 1,2-di, which was found in 40% of the samples (Appendix A, Table A-4). The mean concentration over the period 1982/84 of 1,2-di (137 ng/g) almost reached the level reported at NOTL in 1980 (148 ng/g, N = 28) (Kuntz and Warry, 1983). It should be noted, however, that with the exception of the period July 1983 to May 1984, all analyses for 1,2-di were below detection limits. Therefore it does not appear likely that these high values are real. Solvent interference in the analysis is suspected to be the cause of these anomalies. The isomer that has the widest usage, i.e., 1,4-di, was not detected in any of the samples. The higher chlorinated CB concentrations were lower than those at NOTL. The mean values of these CBs at Wolfe Island for the period 1982/84 were 32 ng/g for 1,2,4-tri, 14 ng/g for 1,2,3,4-tetra, 11 ng/g for penta, and 13 ng/g for hexa compared to 61 ng/g, 71 ng/g, 58 ng/g, and 94 ng/g respectively at NOTL in 1980 (Kuntz and Warry, 1983).

Table 5. Chlorobenzene Concentrations (ng/g, occurrence >50%) in Suspended Sediments at Wolfe Island, 1982/84

Parameters	N	Occurrence (%)	Mean	St. dev.	Range
1,2,4-Tri	28	54	32	44	DL - 131
1,2,3,4-Tetra	28	64	14	20	DL - 95
Penta	28	57	11	13	DL - 56
Hexa	28	89	13	11	DL - 54

Note: Values below detection limit are included in calculation as half detection limit.

The presence of the higher chlorinated benzenes can be explained by the fact that they have a greater tendency to become associated with suspended sediments, while the lower chlorinated benzenes are more soluble and volatile (Oliver, 1984). According to Oliver (1984), "the bulk of CBs entering Lake Ontario from the Niagara River are lost from the lake by volatilization."

The available information is too fragmentary to establish a real trend. However, the three highly chlorinated CBs showed lower concentrations in 1984 (Appendix A, Table A-4) than in the two previous years.

Hexachlorobenzene was the only CB analyzed in whole water samples. Concentrations remained below detection limits (0.4 ng/L) except for two occasions when values slightly above the detection limit were reported.

Polyaromatic Hydrocarbons

The polyaromatic hydrocarbons (PAHs) analyzed in suspended sediment samples collected at Wolfe Island are listed in Table 1. The majority were not detected at a detection limit of 50 ng/g. The exceptions were fluoranthene, β-chloronaphthalene, and acenaphthalene, which were detected on several occasions. These values could be the result of interference in the analyses.

Loading Estimates

To estimate the quantity of organics leaving Lake Ontario, it is necessary to calculate the loading. Since the information needed for these calculations is fragmentary in both time and space, the following assumptions were made:

(1) The south channel is homogeneous in regard to the parameters for which loading is estimated.

(2) The north channel has concentrations similar to the south channel.

(3) The yearly mean values for each parameter calculated from 6 to 12 monthly values are representative of the whole year.

Loadings of suspended sediments were obtained from the product of the yearly mean parameter concentration (mg/kg), the yearly mean discharge (cfs), the yearly mean sediment concentration, and a transformation coefficient (8.937×10^{-4}) to obtain the loading in kilograms per year. A similar procedure was followed for the calculation of water loading: yearly mean parameter concentration (μg/L) was multipled by the yearly mean flow (cfs) and the transformation coefficient (8.937×10^{-1}). The calculations were performed on parameters detected in more than 40% of the samples collected between 1982 and 1984. Values below detection limit were included as half the detection limit.

Discharge data were obtained from Cornwall. A lag time of nine days was used to approximate the travel time from Wolfe Island. Discharge data were not adjusted for the contribution (1%) (Casey and Salbach, 1974) from the tributaries that flow into the St. Lawrence River between Wolfe Island and Cornwall.

Loading estimates for the water fraction are more similar to those of NOTL in 1980/81 (Kuntz and Warry, 1983) than to those for suspended sediments (Table 6). The reason for this difference is due not only to lower organic concentrations in sediments but also to lower concentrations of suspended sediments (1982/84 mean of 1.4 mg/L at Wolfe Island compared to a mean of 8.9 mg/L at NOTL for 1979/82) (Kuntz, 1984).

Table 6. Organochlorine Pesticide, PCB, and Chlorobenzene Loading Estimates (occurrences >40%) from Lake Ontario to the St. Lawrence River, 1982/84

Parameters	1982	1983	1984	Mean
	By whole water (kg/a)			
α-BHC	1410	1674	1129	1404
γ-BHC	356	165	220	247
Dieldrin	75	60	172	102
	By suspended sediments (kg/a)			
PCBs	83	48	38	56
tDDT	14	3	4	7
Dieldrin	3	2	3	3
α-BHC	3	1	1	2
1,2,3-Tri	2	12	10	8
1,2,3,4-Tetra	9	6	1	5
Penta	7	5	1	4
Hexa	9	4	2	5

Note: Values reported as below detection limit were included in calculation as half detection limit.

Estimates of the chlorinated pesticide and PCB loading to Lake Ontario were reported by Strachan and Edwards (1984). These estimates for tDDT, PCBs, dieldrin, and tBHC, together with output estimates to the St. Lawrence River determined by this study, are presented in Table 7. Various inputs, such as municipal and industrial wastewater discharge and runoff from non-point sources, together with various outputs through uptake by emigrating aquatic organisms and volatilization, must be taken into account when calculating a budget for these substances in Lake Ontario. Unfortunately, all the data necessary to estimate these processes are not available. Nevertheless, a simple comparison of the data presented in Table 7 shows a difference of 82% for tDDT, 98% for PCBs, 58% for dieldrin, and 76% for tBHC between combined inputs from the Niagara River and precipitation and outputs to the St. Lawrence. Assuming a state of equilibrium for each compound and negligible losses via emigrating biota, Table 7 data suggest that most of tDDT, PCBs and tBHC remain in Lake Ontario or are volatilized.

CONCLUSIONS

Three organochlorine pesticides (α- and γ-BHC and dieldrin) were detected in more then 40% of the whole water samples collected at Wolfe Island between 1982 and 1984. The presence of other compounds, however, is suspected as sampling techniques using larger volumes of water have detected more organochlorine compounds in nearby Lake Ontario.

In suspended sediments, PCBs, tDDT, dieldrin, and α-BHC occurred in more than 50% of the samples. The concentrations were much lower, however, than those reported for the Niagara River at NOTL. Generally, the concentrations of these contaminants corresponded well to the results from a WQB/OR survey of the same area completed in 1981. Mirex and α-chlordane were detected in 33% of the samples and β-endosulfan in 20%.

Higher chlorinated CBs were found at Wolfe Island more often than lower chlorinated CBs. The distribution pattern for CBs appears to be very different from what was observed at NOTL.

Table 7. Loading Estimates of Organic Input to Lake Ontario from Literature, and Ouput from Wolfe Island, 1982/84

	Input estimates from Niagara River and precipitation (kg/a)					
Parameters	Water*	Suspended sediments*	Air*	Total	Whole water† output estimates to St. Lawrence River (kg/a)	Difference (%)
tDDT	60	60	150	270	50‡	82
PCBs	1000	1000	2300	4300	100§	98
Dieldrin	100	10	130	240	100	58
tBHC	2300	9	4500	6809	1650	76

* Data from Strachan and Edwards, 1984.
† Whole water = dissolved and suspended sediment fraction.
‡ Estimated value = half detection limit.
§ Estimated value = 0.4 ng/L.

Loading estimates suggest that most of the PCBs, tDDTs and tBHCs entering Lake Ontario remain in the lake or are volatilized.

RECOMMENDATIONS

(1) The collection of samples for organic analyses at Wolfe Island should be continued so that the trends may be followed and the loadings estimated.

(2) Collection of larger volumes of samples and preservation with dichloromethane or on-site extraction with a counter-current extractor (Goulden and Anthony, 1985) should be implemented in order to improve detection limits of most organic compounds.

(3) A series of surveys on the north and south channels of the St. Lawrence River should be undertaken to evaluate similarity and also to determine the representativeness of the Wolfe Island station.

(4) The main current pattern in the Kingston basin should be identified in cooperation with the National Water Research Institute (NWRI) to evaluate the potential influence of the Bay of Quinte and the Black River on the Wolfe Island station and the St. Lawrence River.

(5) A study of organic contamination on the international section of the St. Lawrence River should be planned and executed in 1987 to determine the trend of the main pollutants and for comparison with the 1975, 1977, and 1981 study data.

(6) Future analyses should include other organic compounds, such as pentachlorophenol (PCP), which has been reported in the Bay of Quinte (Fox and Joshi, 1984).

(7) A statistical method to produce better estimates of loading should be developed.

(8) The accuracy of the sampling frequency currently employed should be evaluated statistically.

ACKNOWLEDGMENTS

The author wishes to thank Hans Biberhofer for the handling of the samples, and the staff of the National Water Quality Laboratory for the analyses. Special acknowledgment is given to Dave Warry, Ken Kuntz, Serge Metikosh, Mike Fox, and Claude Langlois for their critical review of this report.

REFERENCES

Benezet, H.J., and F. Matsumura. 1973. Isomerization of γ-BHC to α-BHC in the environment. Nature, 243:480–81.

Biberhofer, J., and R.J.J. Stevens. 1985. Organochlorine contamination in ambient waters of Lake Ontario. Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Draft rep.

Casey, D.J., and S.E. Salbach. 1974. IFYGL stream materials balance study. In Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 668–81.

Collin, R.L. 1980. Inplace toxics in the waters of New York. In Proc. Conf. Toxic and Hazardous Chemicals, Central New York Water Quality Management Program, pp. 75–85.

Connell, D.W., and G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. New York: John Wiley and Sons, pp. 162–227.

Durham, R.W., and B.G. Oliver. 1983. History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis. J. Great Lakes Res., 9(2):160–68.

Eisenreich, S.J., B.B. Looney, and J.D. Thornton. 1981. Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Environ. Sci. Technol., 51:30–38. (Cited in Strachan and Edwards, 1984.)

Environment Canada. 1983. *Analytical Methods Manual Update 1982*. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Ottawa, Ont.

Fox, M.E., J.H. Cary, and B.G. Oliver. 1983. Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9(2): 287–94.

Fox, M.E., and S.R. Joshi. 1984. The fate of pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 10(2):190–96.

Frank, R., A.E. Armstrong, R.G. Boelens, H.E. Braun, and C.W. Douglas. 1974. Organochlorine insecticide residues in sediment and fish tissues, Ontario, Canada. Pestic. Monit. J., 7:165–80.

Frank, R., R.L. Thomas, M. Holdrinet, A.L.W. Kemp, and H.E. Braun. 1979. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 5(1):18–27.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, and V. Damiani. 1980. Note PCB residues in bottom sediments collected from the Bay of Quinte, Lake Ontario 1972–73. J. Great Lakes Res., 6(4): 371–76.

Goulden, P.D., and D.H.J. Anthony. 1985. Design of a large sample extractor for the determination of organics in water. NWRI Contribution Number 85–121. National Water Research Institute, Burlington, Ont.

Harris, C.R., and J.R.W. Miles. 1975. Pesticide residues in the Great Lakes region of Canada. Residue Rev., 57:27–79.

Holdrinet, M. Van Hove, R. Frank, R.L. Thomas, and J.L. Helging. 1978. Mirex in the sediments of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 4(1): 69–74.

International Joint Commission. 1978. Great Lakes Water Quality Agreement of 1978. International Joint Commission, Canada and the United States.

Kaiser, K.L.E. 1974. Mirex, an unrecognized contaminant of fishes from Lake Ontario. Science, 185:523–25.

Kuntz, K.W. 1984. Toxic contaminants in the Niagara River, 1975–1982. Tech. Bull. No. 134, Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont.

Kuntz, K.W. 1985. Contaminants in bottom sediments of the St. Lawrence River in June 1975. Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Int. rep.

Kuntz, K.W., and N.D. Warry. 1983. Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River. J. Great Lakes Res., 9(2):241-48.

Malaiyandi, M., K. Muzika, and F.M. Benoit. 1982. Isomerization of γ-hexachlorocyclohexane to its α-isomer by ultra-violet light irradiation. J. Environ. Sci. Health, A17:299-311.(Cited in Strachan and Edwards, 1984.)

Martin, J., and C.R. Worthing, eds. 1974. *Pesticides Manual*, 4th ed. British Crop Protection Council. Lavenham, U.K.: Lavenham Press Ltd. (Cited in Strachan and Edwards, 1984.)

McCrea, R.C., J.D. Fisher, and K.W. Kuntz. 1985. Distribution of organochlorine pesticides and PCBs between aqueous and suspended sediment phases in the lower Great Lakes region. Water Pollut. Res. J. Can., 20(1):67-77.

Merriman, J. 1985. Organic contaminants in bottom and suspended sediments of the international section of the St. Lawrence [illegible]r. Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters [illegible]ctorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Unpub. rep.

Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallett, and J.A. Ellenton. 1984. Using the herring gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. In *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, ed. J.O. Nriagu and M.S. Simmons, pp. 426-52. New York: John Wiley and Sons.

Mirex Task Force. 1977. Mirex in Canada, a Report of the Task Force on Mirex, April 1, 1977, to the Environmental Contaminants Committee of Fisheries and Environment Canada and Health and Welfare Canada. Tech. rep. 77-1. Fisheries and Environment Canada and Health and Welfare Canada, Ottawa, Ont.

Oliver, B.G. 1984. Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario. Water Pollut. Res. J. Can., 19(1):47-57.

Oliver B.G., and K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. Environ. Sci. Technol., 16(8):532-36.

Oliver, B.G., and K.D. Nicol. 1984. Chlorinated contaminants in the Niagara River 1981-1983. Sci. Total Environ., 39:57-70.

Pickett, R.L., and S. Bermick. 1977. Observed resultant circulation of Lake Ontario. Limnol. Oceanogr., 22:1071-76.

Pickett, R.L., and D.A. Dossett. 1979. Mirex and the circulation of Lake Ontario. J. Phys. Oceanogr., 9(5):441-45.

Robinson, J. 1973. Dynamics of pesticide residues in the environment. In *Environmental Pollution by Pesticides*, ed. C.A. Edwards, p. 459. London: Plenum Press. (Cited in Connell and Miller, 1984.)

Scrudato, R.J., and A. DelPrete. 1982. Lake Ontario sediment-mirex relationships. J. Great Lakes Res., 8(4):695-99.

Simons, T.J. 1975. Verification of numerical models of Lake Ontario. II. Stratified circulations and temperature changes. J. Phys. Oceanogr., 5:98-110.

Strachan, W.M.J., and H. Huneault. 1979. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Great Lakes precipitation. J. Great Lakes. Res., 5(1):61-68.

Strachan, W.M.J., and C.J. Edwards. 1984. Organic Pollutants in Lake Ontario. In *Off-prints from Contaminants in the Great Lakes.*, ed. J.O. Nriagu and M.S. Simmons, pp. 239-64. New York: John Wiley and Sons.

Suns, K., G.E. Crawford, D.D. Russel, and R.E. Clement. 1985. Temporal Trends and Spatial Distribution of Organochlorine and Mercury Residues in Great Lakes Spottail Shiners (1975-1983). Ontario Ministry of the Environment, Rexdale, Ontario.

United States Environmental Protection Agency. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants, Vols. 1 and 2, EPA-440/4-79-029a and EPA-440/4-79-029b. Office of Water Planning and Standards, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency. 1980. Ambient Water Quality Criteria for DDT. EPA-440/5-80-038. Office of Water Planning and Standards, Washington, D.C.

Warry, N.D., and C.H. Chan. 1981. Organic contaminants in the suspended sediments of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 7(4):394-403.

APPENDIX A

ORGANOCHLORINE OCCURRENCE AT WOLFE ISLAND, 1982/84

Table A-1. Organochlorine Pesticide Concentrations (ng/L, occurrence > 40%) in Whole Water at Wolfe Island

Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Mean
						α-BHC (94%)							
1982	–	–	–	8.8	6.7	5.4	5.2	6.9	6.4	7.3	1.0	5.0	5.9
1983	4.9	3.1	3.5	13.8	<0.4	<0.4	6.0	5.4	4.3	4.9	10.6	6.3	6.9
1984	5.8	6.7	3.4	6.3	5.1	–	4.2	2.7	3.6	3.0	4.1	4.5	4.5
						γ-BHC (88%)							
1982	–	–	–	2.3	1.4	1.8	1.6	2.5	1.3	1.2	<0.4	1.0	1.5
1983	1.1	1.3	1.0	1.3	<0.4	0.5	<0.4	0.7	<0.4	0.5	0.6	0.6	0.7
1984	0.6	0.7	1.2	1.3	0.9	–	0.8	0.8	0.8	0.6	0.9	9.0	0.9
						Dieldrin (41%)							
1982	–	–	–	<0.4	0.5	0.5	<0.4	0.6	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.3
1983	<0.4	<0.4	0.5	0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.3
1984	<0.4	<0.4	1.6	<0.4	0.6	–	1.1	0.5	0.7	1.1	0.5	0.8	0.7

Table A-2. Organochlorine Pesticide and PCB Concentrations (ng/g, occurrence >50%) in Suspended Sediments at Wolfe Island

Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Mean
						tDDT (90%)							
1982	–	–	–	29	58	36	–	13	18	33	42	23	32
1983	6	18	26	–	11	14	6	<4	<4	13	11	16	11
1984	28	27	29	27	20	–	11	<4	4	7	9	7	16
						PCBs (93%)							
1982	–	–	–	110	360	200	–	100	310	130	160	170	190
1983	330	200	110	–	120	<90	230	170	200	150	140	130	170
1984	170	140	230	150	120	–	200	<90	90	130	130	120	140
						Dieldrin (83%)							
1982	–	–	–	<4	<4	21	–	<4	10	5	6	6	7
1983	<4	17	4	–	16	<4	6	5	8	4	7	6	7
1984	9	9	22	29	18	–	17	4	6	7	8	7	12
						α-BHC (53%)							
1982	–	–	–	<4	<4	29	–	5	10	6	5	4	8
1983	5	7	6	–	9	13	<4	<4	<4	<4	<4	<4	5
1984	5	<4	10	8	<4	–	9	<4	<4	5	<4	<4	4

Table A–3. Organochlorine Pesticide Concentrations (ng/g, occurrence >20% and <50%) in Suspended Sediments at Wolfe Island

Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
						Mirex (33%)						
1982	–	–	–	10	10	<4	–	<4	<4	<4	7	6
1983	12	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	7
1984	8	5	6	5	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4
						α-Chlordane (33%)						
1982	–	–	–	<4	<4	21	–	<4	27	16	9	9
1983	<4	<4	<4	–	6	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
1984	5	4	8	7	17	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4
						β-Endosulfan (20%)						
1982	–	–	–	<4	<4	<4	–	4	19	15	5	5
1983	5	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
1984	<4	<4	<4	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4

Table A–4. Chlorobenzene Concentrations (ng/g, occurrence >40%) in Suspended Sediments at Wolfe Island

Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Mean
							1,2-Di (40%)						
1982	–	–	–	–	–	<50	–	<50	<50	<50	<50	<50	–
1983	<50	<50	<50	–	<50	<50	480	370	660	260	280	370	–
1984	220	150	330	180	100	–	<50	<50	<50	<50	<50	<50	–
							1,2,4-Tri (54%)						
1982	–	–	–	–	–	<5	–	<5	6	<5	<5	8	4
1983	9	<5	<5	–	16	25	39	25	147	<5	62	131	42
1984	88	62	125	80	37	–	<5	<5	<5	<5	<5	<5	37
							1,2,3,4-Tetra (64%)						
1982	–	–	–	–	–	50	–	26	11	19	16	7	22
1983	7	9	<5	–	44	95	10	9	11	<5	5	30	20
1984	<5	6	8	10	<5	–	<5	<5	<5	<5	<5	<5	4
							Penta (57%)						
1982	–	–	–	–	–	37	–	22	7	13	10	7	16
1983	16	<4	<4	–	28	56	10	11	21	<4	<4	23	16
1984	<4	7	6	7	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	3
							Hexa (89%)						
1982	–	–	–	–	–	8	–	54	9	21	19	11	20
1983	38	<4	<4	–	15	16	16	15	18	8	11	12	14
1984	9	11	6	9	5	–	7	<4	9	7	8	8	7

Environnement Canada Environment Canada

Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1984

A. Sylvestre

ÉTUDE Nº 144, COLLECTION DES RAPPORTS TECHNIQUES

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES ET DES TERRES
RÉGION DE L'ONTARIO
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
BURLINGTON (ONTARIO) 1987

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1987

N° de cat. En 36-503/144F

ISBN 0-662-94484-4

Table des matières

Page

RÉSUMÉ v

ABSTRACT v

INTRODUCTION 1

MÉTHODE 1
Stations d'échantillonnage 1
Méthode d'échantillonnage 1

RÉSULTATS ET DISCUSSION 2
Pesticides organochlorés et BPC 2
Dans les échantillons d'eau non filtrée 2
Dans les sédiments en suspension 4

Chlorobenzènes 6
Hydrocarbures aromatiques polycycliques 7
Estimations des charges 7

CONCLUSIONS 8

RECOMMANDATIONS 8

REMERCIEMENTS 9

RÉFÉRENCES 9

ANNEXE A. Fréquence des organochlorés à la hauteur de l'île Wolfe, de 1982 à 1984 11

Tableaux

1. Organochlorés et hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés à la station de l'île Wolfe, de 1982 à 1984 3
2. Concentrations des pesticides organochlorés et des BPC à l'île Wolfe, de 1982 à 1984 3
3. Comparaison des concentrations des organochlorés à la station nº 78 du programme de surveillance et à l'île Wolfe en octobre 1983 4
4. Concentrations des pesticides organochlorés et des BPC aux stations 189S et 192N en juin 1981 5
5. Concentrations des chlorobenzènes dans les sédiments en suspension à l'île Wolfe, de 1982 à 1984 6
6. Estimations des charges des pesticides organochlorés, des BPC et des chlorobenzènes du lac Ontario au fleuve Saint-Laurent, de 1982 à 1984 7
7. Estimations des charges des matières organochlorées entrant dans le lac Ontario, d'après les publications, et sortant à la hauteur de l'île Wolfe, de 1982 à 1984 8

Illustration

Page

Figure 1. Emplacement des stations d'échantillonnage 2

Résumé

D'avril 1982 à décembre 1984, on a prélevé mensuellement dans le Saint-Laurent, au niveau de l'île Wolfe, des échantillons d'eau non filtrée et de sédiments en suspension pour l'analyse des organochlorés et des hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Dans plus de 40 % des échantillons d'eau non filtrée, on a décelé de l'α-BHC et du γ-BHC ainsi que de la dieldrine. L'α-BHC, la dieldrine, les BPC et le DDT total ont été trouvés dans plus de la moitié des échantillons de sédiments en suspension, tandis que le mirex, l'α-chlordane et le β-endosulfan ont été mesurés de 20 % à 35 % du temps. Les chlorobenzènes fortement chlorés tels que l'hexachlorobenzène, le pentachlorobenzène, le 1, 2, 3, 4-tétrachlorobenzène et le 1, 2, 4-trichlorobenzène ont été détectés dans plus de la moitié des échantillons de sédiments en suspension. Une estimation grossière du bilan des BPC, du DDT total et du BHC total dans le lac Ontario, porte à croire que ces composés demeurent en grande partie dans le lac ou se volatilisent.

Abstract

Whole water and suspended sediment samples were collected monthly at Wolfe Island on the St. Lawrence River from April 1982 to December 1984. Samples were analyzed for organochlorines and polyaromatic hydrocarbons.

α- and γ-BHC and dieldrin were found in more than 40% of the whole water samples. α-BHC, dieldrin, PCBs, and tDDT occurred in more than 50% of the suspended sediment samples, and mirex, α-chlordane, and β-endosulfan were measured 20% to 35% of the time. Higher chlorinated chlorobenzenes such as hexa, penta, 1,2,3,4-tetra, and 1,2,4-tri were also detected in more than 50% of the suspended sediment samples. Rough estimates of the loading budget for PCBs, tDDT, and tBHC for Lake Ontario suggest that these compounds remain in the lake or are volatilized. Recommendations for future monitoring programs are discussed.

Les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de l'île Wolfe, 1982 à 1984

A. Sylvestre

INTRODUCTION

Au cours de la dernière décennie, les préoccupations environnementales face à l'excès d'éléments nutritifs dans le bassin des Grands lacs se sont graduellement reportées sur les contaminants toxiques. L'utilisation intensive de pesticides agricoles persistants, entre 1950 et 1970, ainsi que l'élimination insatisfaisante de beaucoup d'autres substances toxiques sont à l'origine du problème actuel dans le bassin des Grands lacs.

L'attention des scientifiques et du public a d'abord convergé vers la rivière Niagara et l'ouest du lac Ontario; jusqu'à tout récemment, il avait été rarement fait mention de problèmes de contamination de la partie orientale du lac.

En trois occasions, soit en 1975, 1977 et 1981, la région de l'Ontario de la Direction de la qualité des eaux a signalé l'existence de contaminants organochlorés dans la zone internationale du Saint-Laurent. Afin d'évaluer l'ampleur de cette contamination, la Direction a élargi son programme régulier de surveillance de la qualité des eaux à sa station permanente de l'île Wolfe sur le chenal sud du fleuve Saint-Laurent en ajoutant l'échantillonnage et l'analyse des contaminants organochlorés.

L'objet de ce rapport est de présenter et d'évaluer les résultats obtenus durant les trois premières années de cette étude. Dans la première partie, on décrit la station et les méthodes d'échantillonnage. La deuxième partie traite de la présence et des concentrations des pesticides organochlorés, des BPC, des chlorobenzènes et des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Cette deuxième partie donne aussi une estimation des charges des principaux contaminants vers le fleuve Saint-Laurent. Enfin, on trouve des recommandations pour des études ultérieures et l'orientation à venir du programme.

MÉTHODE

Station d'échantillonnage

La station d'échantillonnage est située sur l'île Wolfe, entre la pointe Banford et la rive américaine, à 44°12'24"N et 76°14'18"O (figure 1).

L'île Wolfe divise le fleuve en deux branches. Dans le chenal sud passe environ 60 % du débit sortant du lac Ontario; le reste s'écoule dans le chenal nord (Casey et Salbach, 1974).

La pointe Banford, sur le chenal sud, a été retenue comme l'endroit qui convenait le mieux à l'installation d'une station permanente de surveillance de la qualité des eaux, à cause de la faible influence anthropique sur le chenal. La station a commencé à fonctionner en octobre 1976, et on n'y échantillonnait que les principaux paramètres de qualité de l'eau (pH, conductance spécifique, turbidité, éléments nutritifs, ions principaux et métaux à l'état de traces). En avril 1982, on ajoutait les composés organochlorés (pesticides organochlorés, BPC et chlorobenzènes) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Méthode d'échantillonnage

Les sédiments en suspension ont été prélevés au moyen d'une conduite d'admission, d'une pompe et d'une centrifugeuse Westfalia. La conduite d'admission est formé d'un tuyau en polyéthylène de 0.75 po. L'entrée de la conduite est située à environ 122 m de la rive, à 6 m au-dessus du lit du fleuve dans une colonne d'eau d'environ 14 m. Durant la période d'échantillonnage, on a utilisé deux types de pompe : une pompe Moyno modèle FA-11, d'avril 1982 à juin 1984 et une pompe électromagnétique immergée March 5C-MD, par la suite. L'eau pompée passait à travers la centrifugeuse à un débit approximatif de 6 L/min. Afin de recueillir suffisamment de sédiments pour l'analyse, la centrifugation était effectuée sur une période de 24 heures.

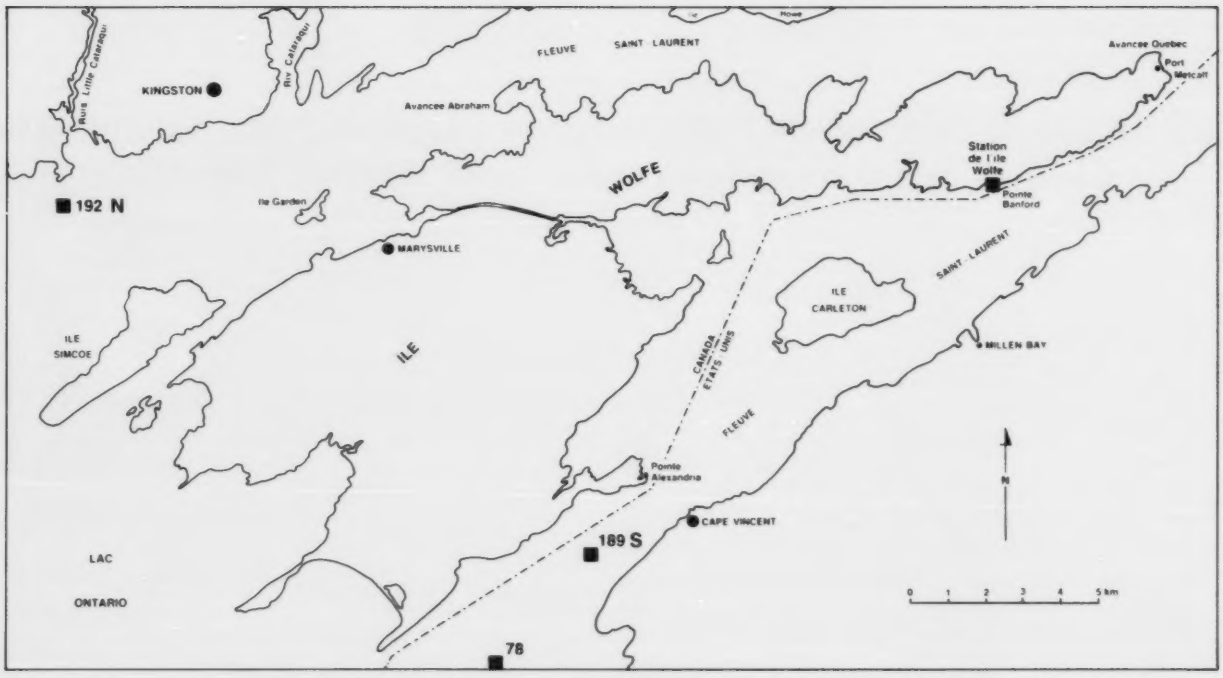

Figure 1. Emplacement des stations d'échantillonnage.

Les sédiments en suspension ont été retirés des bols de la centrifugeuse en grattant les parois au moyen d'une raclette en téflon. La boue obtenue a été filtrée sous pression sur un filtre en téflon de 5 microns. Le filtre a ensuite été séché à l'air dans un dessiccateur. Après dessiccation complète, les sédiments ont été récupérés du filtre, homogénéisés dans un mortier, puis soumis au Laboratoire national de la qualité des eaux (LNQE) pour analyse. Les méthodes d'analyse des sédiments sont décrites dans le *Manuel des méthodes analytiques* (Environnement Canada, 1986).

Ce programme de prélèvement des sédiments en suspension a débuté en avril 1982 et s'est effectué selon une fréquence d'échantillonnage mensuelle. Chaque fois qu'un échantillon de sédiment était prélevé, un échantillon d'eau non filtrée l'était aussi à l'aide de deux bouteilles de verre de 1 L, préalablement nettoyées (méthodes d'analyse dans *Manuel des méthodes analytiques*, Environnement Canada, 1986). Les données présentées dans le présent rapport portent sur la période d'avril 1982 à décembre 1984.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Pesticides organochlorés et BPC

La liste des pesticides organochlorés (POC) régulièrement analysés, se trouve au tableau 1. Les limites de détection sont comme suit : 0.4 ng/L dans l'eau (9.0 ng/L dans le cas des BPC) et 4 ng/g dans les sédiments (90 ng/g dans le cas des BPC). Les résultats des analyses d'eau non filtrée et ceux des matières en suspension seront examinés séparément.

Dans les échantillons d'eau non filtrée

Trois des 18 pesticides organochlorés régulièrement analysés dans l'eau non filtrée ont été décelés dans plus de 40 % des échantillons (annexe A tableau A-1). Il s'agit de l'α-BHC, du γ-BHC et de la dieldrine. Leur concentration moyenne entre 1982 et 1984 était respectivement de 5.8 ng/L, 1.0 ng/L et 0.4 ng/L (tableau 2), c'est-à-dire environ la moitié des concentrations observées à l'embouchure de la rivière Niagara (respectivement 10.5 ng/L, 2.1 ng/L et 0.6 ng/L) entre 1980 et 1981 (Kuntz et Warry, 1983).

En plus de ces trois composés, des BPC, l'α-chlordane, le γ-chlordane, le p,p'-DDE et l'heptachlore-époxyde ont été mesurés dans plus de 40 % des échantillons prélevés dans la rivière Niagara, à Niagara-on-the-Lake en 1980-1981 (Kuntz et Warry, 1983). Dans les deux cas, le volume prélevé était le même (2 L), mais la limite de détection était inférieure en ce qui concerne les échantillons de Niagara-on-the-Lake (0.1 ng/L). Il faut noter que les concentrations d'α-chlordane et de γ-chlordane, de p,p'-DDE et d'hepta-

chlore-époxyde mesurées à Niagara-on-the-Lake étaient près ou au-dessous de la limite de détection des échantillons de l'île Wolfe. Comme la rivière Niagara apporte beaucoup d'organochlorés au lac Ontario (Warry et Chan, 1981; Oliver et Nicol, 1984), il n'est pas surprenant d'en déceler certains à de faibles concentrations à la hauteur de l'île Wolfe. Dans le lac, ces contaminants peuvent disparaître du fait de la volatilisation, de l'absorption par les organismes aquatiques ou de la sédimentation des particules sur lesquelles les pesticides sont adsorbés (Robinson, 1973).

Tableau 1. Organochlorés et hydrocarbures aromatiques polycycliques mesurés à la station de l'île Wolfe, de 1982 à 1984

Eau non filtrée et sédiments en suspension
Pesticides organochlorés
p,p'-DDT
o,p'-DDT
p,p'-TDE
p,p'-DDE
p,p'-Méthoxychlore
Heptachlore
Heptachlore-époxyde
α-Endosulfan
β-Endosulfan
α-Chlordane
γ-Chlordane
α-BHC
γ-BHC
Mirex
Aldrine
Endrine
HEOD (dieldrine)
BPC
Araclor total
Sédiments en suspension
Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Pyrène
Fluorène
Indène
1,2,3,4-Tétrahydronaphthalène
1-Méthylnaphthalène
2-Méthylnaphthalène
β-Chloronaphthalène
Acénaphthalène
Quinoline
Acénaphthène
Phénanthrène
Fluoranthène
Chlorobenzènes
1,3-Dichlorobenzène
1,2-Dichlorobenzène
1,4-Dichlorobenzène
1,3,5-Trichlorobenzène
1,2,3-Trichlorobenzène
1,2,4-Trichlorobenzène
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène
Pentachlorobenzène
Hexachlorobenzène*

* Aussi analysé dans l'échantillon d'eau non filtrée.

Tableau 2. Concentrations des pesticides organochlorés et des BPC (fréquence >40 %) à l'île Wolfe, de 1982 à 1984

Paramètres	N	Fréquence (%)	Moy.	Écart-type	Intervalle
	Eau non filtrée (ng/L)				
α-BHC	32	94	5.8	3.3	LD - 13.8
γ-BHC	32	88	1.0	0.6	LD - 2.5
Dieldrine	32	41	0.4	0.3	LD - 1.6
	Sédiments en suspension (ng/g)				
BPC	30	93	162	78	LD - 360
DDT total	30	90	18	13	LD - 58
Dieldrine	30	83	9	7	LD - 29
α-BHC	30	53	5	5	LD - 29

Remarque : Les valeurs égales à la limite de détection entrent dans les calculs en étant posées égales à la moitié de cette limite.

Cependant la rivière Niagara n'est pas l'unique source de pesticides polluant le lac Ontario. Les apports atmosphériques semblent appréciables (Strachan et Huneault, 1979). Il en est de même de la baie de Quinte (Frank et coll., 1980; Fox et Joshi, 1984) ainsi que des rivières Oswego (Holdrinet et coll., 1978; Scrudato et DelPrete, 1982) et Black (Collins, 1980), sans mentionner les nombreuses sources mineures, tant locales que diffuses. Toutes ces sources de même que les bons résultats obtenus par l'échantillonnage d'importants volumes d'eau (McCrea et coll., 1985; Biberhofer et Stevens, 1985) portent à croire que le chenal sud du Saint-Laurent renferme davantage d'organochlorés qu'a permis d'en déceler la présente étude.

Afin de confirmer cette hypothèse, les concentrations mesurées dans un échantillon de 36 L prélevé à la station nº 78 au large de l'île Wolfe, dans le cadre du programme de surveillances (figure 1), sont présentées simultanément avec les teneurs mesurées à l'île Wolfe en octobre 1983 (tableau 3). Dans cet échantillon, on a décelé des BPC, du DDT total, du méthoxychlore, de l'endrine, de l'α-chlordane et du γ-chlordane ainsi que de l'heptachlore-époxyde, à des concentrations inférieures à la limite de détection de la méthode d'analyse utilisée pour les échantillons de l'île Wolfe.

La présence de BHC à la station de l'île Wolfe peut s'expliquer par l'utilisation abondante de ces composés comme fongicides et pour l'enrobage des semences (Martin et Worthing, 1974). La présence de BHC dans les échantillons d'eau non filtrée est attribuable à la fois à leur solubilité plus grande (α-BHC : 1.21 à 2.03 mg/L; γ-BHC : 7.52

Tableau 3. Comparaison des concentrations des organochlorés (ng/L) à la station nº 78 du programme de surveillance et à l'île Wolfe en octobre 1983

Paramètre	Nº 78	Ile Wolfe
α-BHC	4.83	4.9
γ-BHC	1.16	0.5
Heptachlore-époxyde	0.333	< LD
α-Chlordane	0.010	< LD
γ-Chlordane	0.026	< LD
Dieldrine	0.538	< LD
Endrine	0.093	< LD
Mirex	< LD	< LD
Méthoxychlore	0.052	< LD
DDT total	0.175	< LD
BPC	0.430	< LD

Remarque 1 : Source des données de la station nº 78 : Biberhofer et Stevens, 1985.

Remarque 2 : Limite de détection pour les données de l'île Wolfe : 9.0 ng/L pour les BPC et 0.4 ng/L pour les organochlorés.

mg/L à 25° C)(United States Environmental Protection Agency, 1979) comparativement aux autres organochlorés et à leur utilisation régulière. La rivière Niagara (Kuntz et Warry, 1983) ainsi que les apports atmosphériques (Strachan et Huneault, 1979) constituent les principales sources de ces substances dans le lac Ontario. La concentration de l'α-BHC est plus élevée (5.8 ng/L) que celle du γ-BHC (1.0 ng/L). Ce phénomène serait peut-être dû à la transformation photochimique, dans certaines conditions naturelles, des produits commerciaux du lindane (constitués à plus de 90 % de γ-BHC) (United States Environmental Protection Agency, 1979) en α-BHC (Malaiyandi et coll., 1982; United States Environmental Protection Agency, 1979). Le γ-BHC peut aussi s'isomériser en α-BHC, en β-BHC et en δ-BHC à la faveur de processus biologiques (Benezet et Matsumura, 1973; United States Environmental Protection Agency, 1979).

L'aldrine, la dieldrine et le DDT sont des insecticides largement utilisés en Ontario entre 1950 et 1969, année de leur interdiction (Harris et Miles, 1975). La transformation biologique de l'aldrine en dieldrine (United States Environmental Protection Agency, 1979) et la forte rémanence de cette dernière expliquent la présence de la dieldrine dans les échantillons d'eau, 15 ans après l'interdiction. La dieldrine est omniprésente dans le bassin du lac Ontario (Harris et Miles, 1975). Les concentrations décelées à l'île Wolfe vont de non décelable à 1.6 ng/L. La concentration moyenne de ce composé est près de la limite de détection, puisque 60 % des résultats étaient inférieurs à 0.4 ng/L. La valeur mesurée dans le lac Ontario, au large de l'île Wolfe en octobre 1983 était de 0.583 ng/L (Biberhofer et Stevens, 1985).

Le DDT a été décelé très rarement dans les échantillons d'eau non filtrée de l'île Wolfe. L'usage répandu de ce pesticide a été associé aux régions de culture du tabac situées surtout dans le bassin du lac Érié (Frank et coll., 1974). Son absence peut s'expliquer par la sensibilité insuffisante des méthodes d'analyse, Biberhofer et Stevens ayant signalé une concentration de 0.175 ng/L à la station nº 78 (figure 1) en 1985.

On n'observe aucune variation saisonnière évidente chez les paramètres mesurés lors de la présente étude.

Comme les données ne portent que sur trois années, que les écarts-types fluctuent énormément et que beaucoup de valeurs sont inférieures à la limite de détection, il est difficile de déterminer l'évolution de ces paramètres.

Cinq des valeurs correspondant à l'α-BHC excédaient l'objectif de 10 ng/L fixé par la CMI (Commission mixte internationale, 1978). Les objectifs de 1.0 ng/L concernant l'aldrine, la dieldrine et les BPC sont dix fois plus faibles (Commission mixte internationale, 1978), et les concentrations de dieldrine ont dépassé cette valeur en trois occasions. Le seul résultat obtenu pour l'aldrine et les deux pour les BPC ne sont pas conformes à cet objectif. L'origine de ces fortes concentrations est imprécise.

Dans les sédiments en suspension

Dans le cas des sédiments en suspension, la situation diffère légèrement (annexe A, tableaux A-2 et A-3). Comme dans les échantillons d'eau, l'α-BHC et la dieldrine ont été décelés dans plus de 40 % des échantillons, mais les concentrations de γ-BHC étaient généralement inférieures à la limite de détection de 4.0 ng/g. La concentration d'α-BHC (6 ng/g) était deux fois plus faible qu'à Niagara-on-the-Lake entre 1979 et 1981 (Kuntz et Warry, 1983), tandis que la concentration de dieldrine (9 ng/g) était deux fois plus élevée.

Les BPC ont été décelés dans 93 % des échantillons. Leur moyenne (1982 à 1984) est de 162 ng/g, c'est-à-dire près de quatre fois moins qu'à Niagara-on-the-Lake (1979 à 1981), mais relativement proche des valeurs observées près de Cape Vincent en 1981 (200 ng/g) et en aval de Kingston (190 ng/g). (Merriman, 1985; tableau 4). Les BPC ont été introduits au Canada en 1929 dans l'industrie d'équipement électrique et dans d'autres produits. Depuis 1977, leur usage est limité à l'équipement électrique (Durham et Oliver, 1983). Ils sont fort répandus dans le bassin du lac Ontario. Dans les sédiments du fond du lac Ontario, Frank et coll. (1979) signalent une concentration moyenne de 57 ng/g. La rivière Niagara (Kuntz et Warry, 1983; Fox et coll., 1983; Durham et Oliver, 1983)

ainsi que la baie de Quinte (Frank et coll., 1979) en sont des sources importantes. Cependant, les apports par les précipitations sous forme sèche et humide peuvent être considérés comme importants (Eisenreich et coll., 1981).

Tableau 4. Concentrations des pesticides organochlorés et des BPC (ng/g) aux stations 189S et 192N en juin 1981

	Sédiments de fond		Sédiments en suspension	
Paramètres	189S	192N	189S	192N
α-BHC	<	<	2	<
γ-BHC	<	<	<	<
Heptachlore	<	<	<	<
Aldrine	<	<	<	<
Heptachlore-époxyde	<	<	<	<
γ-Chlordane	<	<	3	7
α-Chlordane	<	<	5	<
α-Endosulfan	<	<	<	<
p,p'-DDE	3	45	16	14
Dieldrine	<	<	14	4
Endrine	<	<	<	<
o,p'-DDT	<	<	<	<
p,p'-TDE	<	11	<	20
p,p'-DDT	<	<	9	<
β-Endosulfan	<	<	<	<
Mirex	<	9	6	6
p,p'-Méthoxychlore	<	<	<	<
BPC	10	310	200	190

< = Au-dessous de la limite de détection.
Source : Merriman, 1985.

Le DDT a aussi été décelé dans les échantillons de matières en suspension de l'île Wolfe. Il n'est pas surprenant de trouver ce composé et ses métabolites associés uniquement aux particules, à cause de leur faible solubilité (0.0012 ppm) (United States Environmental Protection Agency, 1980). Le DDT total a été décelé dans 90 % des échantillons à une concentration moyenne de 18 ng/g. Sa forme oxydée, le p,p'-DDE, est la plus commune (87 %), même si la forme réduite, le p,p'-TDE, s'observe aussi (43 %). Le p,p'-DDT a été trouvé dans trois échantillons. Dans des échantillons prélevés près de Cape Vincent (station 189S) en 1981, ce dernier a été dosé à 9 ng/g (Merriman, 1985). Comme il s'agit de la forme prédominante dans la préparation technique de DDT (près de 77 %) (United States Environmental Protection Agency, 1980), l'hypothèse de la présence d'une source près du chenal sud est possible. Cependant, à cause de la stabilité du composé, il est possible que cette source soit constituée de vieux dépôts sédimentaires.

Par contraste avec les échantillons d'eau non filtrée, dans lesquels peu de composés sont identifiés dans moins de 40 % des cas, on a trouvé dans les échantillons de matières en suspension de l'α-chlordane (33 %), du mirex (33 %) et de l'α-endosulfan (20 %) (annexe A, tableau A-3).

Le chlordane est un insecticide pour les sols, importé au Canada en 1940 (Harris et Miles, 1975). Son utilisation a notablement augmenté en 1970, année d'interdiction de l'aldrine, de la dieldrine et de l'heptachlore (Frank et coll., 1979). Depuis 1977, l'utilisation de ce produit est aussi interdite. Les concentrations d'α-chlordane varient de la limite de détection à 27 ng/g (annexe A, tableau A-3), mais la plupart des valeurs observées se trouvent près de la limite de détection. En 1981, les valeurs observées dans les matières en suspension à la station 189S (figure 1) étaient 3 ng/g pour le γ-chlordane et 5 ng/g pour l'α-chlordane (Merriman, 1985).

Le mirex a été signalé pour la première fois dans le lac Ontario dans des échantillons de poissons capturés dans la baie de Quinte en 1973 (Kaiser, 1974). Par la suite, une étude sédimentologique réalisée par Holdrinet et coll. (1978) a permis d'identifier deux sources de cette substance pour le lac Ontario, c'est-à-dire les rivières Niagara et Oswego. Ces auteurs ont aussi déterminé qu'un rejet dans la rivière Oswego a eu lieu au début des années 1960. La substance a probablement fait son apparition dans la rivière Niagara vers la même période, c'est-à-dire la fin des années 1950 ou le début des années 1960 (Pickett et Dossett, 1979). Ces deux cours d'eau véhiculent toujours du mirex. Entre 1979 et 1981, des concentrations de 12 ng/g ont été signalées à Niagara-on-the-Lake par Kuntz et Warry (1983). Dans leur étude de 1979, Scrudato et DelPrete (1982) concluent que la rivière Oswego constitue toujours une source de mirex et qu'il en sera ainsi pour de nombreuses années. En 1981, on a constaté que cet insecticide est aussi répandu dans les matières en suspension de la zone internationale du fleuve Saint-Laurent, à des concentrations de 2 à 6 ng/g (Merriman, 1985). Les concentrations maximales ont été observées en amont de Kingston et près de Cape Vincent (stations 192N et 189S, respectivement [figure 1]). En 1975, une étude des sédiments du fond du Saint-Laurent, dans la zone internationale, n'avait pas trouvé de mirex (limite de détection = 1.0 ng/g) (Kuntz, 1985). L'année suivante, Holdrinet et coll. (1978) n'ont décelé aucun résidu de mirex dans une série d'échantillons de matières en suspension prélevés dans le Saint-Laurent entre le lac Ontario et la ville de Québec (limite de détection = 1.0 ng/g).

Cependant, dans les échantillons biologiques, la situation diffère. Après la découverte de la substance dans le poisson de la baie de Quinte (Kaiser, 1974), on a aussi décelé du mirex chez les adultes du goéland argenté *(Larus argentatus)* de l'île Pigeon, en 1975 (Mineau et coll., 1984) et dans plusieurs espèces de poisson capturées entre l'île Carleton et Massena en 1976 par le New York State Department of Environmental Conservation (Mirex Task

Force, 1977). Karl Suns, du ministère de l'Environnement de l'Ontario, a aussi signalé la présence de mirex chez les queues à tache noire (*Notropis hudsonius*) à Cornwall, de 1979 à 1983 (Suns et coll., 1985). Dans le bassin de Kingston tributaire du lac Ontario, source la plus proche du fleuve, le principal courant se déplace dans le sens contraire à celui des aiguilles d'une montre (Pickett et Bermick, 1977; Simons 1975). Ce phénomène a peut-être empêché le mirex d'atteindre le fleuve en concentrations décelables avant la fin des années 1970. La biaccumulation de cette substance à travers la chaîne trophique et la mobilité des organismes biologiques peuvent expliquer la présence antérieure de mirex et sa répartition plus répandue dans le biote que dans les sédiments.

L'α-endosulfan et le β-endosulfan ont été décelés dans 12 % et 20 % des échantillons respectivement. Les résultats d'une étude sédimentologique réalisée en 1977 ont conduit Frank et coll. (1979) à soupçonner un déversement d'endosulfan dans le bassin Niagara du lac Ontario. Ce déversement combiné à l'utilisation du composé par les tabaculteurs jusqu'en 1977 pourrait expliquer sa présence dans le lac. Cependant il n'y avait pas d'endosulfan dans les sédiments ni dans les matières en suspension des stations 189S et 192N (tableau 4), en 1981 (Merriman, 1985).

Chlorobenzènes

De nombreuses études ont signalé la présence de chlorobenzènes dans le lac Ontario (Oliver et Nicol, 1982; Fox et coll., 1983; Biberhofer et Stevens, 1985). La plupart de ces études se rapportent à l'embouchure de la rivière Niagara ou à proximité parce que les sources situées dans cette région sont bien connues. Les chlorobenzènes énumérés dans le tableau 1 ainsi que le 1,2,4,5-tétra chlorobenzène ont été observés dans plus de 70 % des échantillons de matières en suspension prélevés hebdomadairement à Niagara-on-the-Lake en 1980 (Kuntz, 1984). Les apports atmosphériques de chlorobenzènes se limitent généralement à l'hexachlorobenzène (HCB) (Strachan et Edwards, 1984). Selon Oliver et Nicol (1982), la répartition de différents chlorobenzènes dans les sédiments du fond porte à croire à la présence d'une source à l'extrémité orientale du lac Ontario. Les résultats observés à l'île Wolfe montrent aussi une répartition et des concentrations différentes de celles de la rivière Niagara. Quatre des neuf chlorobenzènes ordinairement analysés ont été décelés dans plus de 40 % des échantillons. Il s'agissait surtout de dérivés fortement chlorés (tableau 5). Les isomères manufacturés peu chlorés étaient presque absents à l'exception du 1,2-dichlorobenzène, décelé dans 40 % des échantillons (annexe A, tableau A-4). La concentration moyenne de ce dernier pour la période de 1982 à 1984 (137 ng/g) atteint presque la valeur signalée à Niagara-on-the-Lake en 1980 (148 ng/g, N = 28) (Kuntz et Warry, 1983). Cependant, à l'exception de la période comprise entre juillet 1983 et mai 1984, l'analyse de cette substance reste sous la limite de détection. Il est donc peu probable que ces concentrations élevées soient une expression fidèle de la réalité. L'interaction de solvants durant l'analyse est peut-être la cause de ces anomalies. Le composé le plus utilisé soit le 1,4-dichlorobenzène, n'est décelé dans aucun échantillon. Les concentrations des dérivés fortement chlorés sont inférieures à celles qui sont observées à Niagara-on-the-Lake. Les valeurs moyennes de ces chlorobenzènes à l'île Wolfe, entre 1982 et 1984, sont : 32 ng/g pour le 1,2,4-trichlorobenzène, 14 ng/g pour le 1,2,3,4-tétrachlorobenzène, 11 ng/g pour le pentachlorobenzène et 13 ng/g pour l'hexachlorobenzène comparativement aux valeurs : 61 ng/g, 71 ng/g, 58 ng/g et 94 ng/g, respectivement, observés à Niagara-on-the-Lake en 1980 (Kuntz et Warry, 1983).

Tableau 5. Concentrations des chlorobenzènes (ng/g, fréquence >50 %) dans les sédiments en suspension à l'île Wolfe, de 1982 à 1984

Paramètres	N	Fréquence (%)	Moy.	Écart type	Intervalle
1,2,4-Tri	28	54	32	44	LD - 131
1,2,3,4-Tétra	28	64	14	20	LD - 95
Penta	28	57	11	13	LD - 56
Hexa	28	89	13	11	LD - 54

Remarque : Les valeurs inférieures à la limite de détection entrent dans les calculs en étant posées égales à la moitié de cette limite.

La présence de dérivés fortement chlorés du benzène peut s'expliquer par leur plus forte tendance à s'associer aux sédiments en suspension tandis que les dérivés peu chlorés sont peu solubles et plus volatils (Oliver, 1984). Selon Oliver (1984), «une grande partie des chlorobenzènes véhiculés par la rivière Niagara dans le lac Ontario se volatilise».

Les données dont nous disposons sont trop fragmentaires pour permettre d'évaluer une tendance à long terme. Cependant les concentrations des trois dérivés fortement chlorés du benzène sont plus faibles en 1984 (annexe A, tableau A-4) qu'au cours des deux années antérieures.

L'hexachlorobenzène est le seul dérivé chloré du benzène qui a été analysé dans les échantillons d'eau non filtrée. Les concentrations sont restées inférieures à la limite de détection (0.4 ng/L) sauf en deux occasions où elles ont légèrement dépassé cette limite.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Le tableau 1 donne la liste des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) pour lesquels les échantillons de sédiments en suspension prélevés à l'île Wolfe ont été analysés. La majorité de ces substances ne sont pas décelées à la limite de détection de 50 ng/g, sauf le fluoranthène, le β-chloronaphtalène et l'acénaphtalène, décelés en quelques occasions. Ces valeurs pourraient être le résultat d'interactions au cours des analyses.

Estimation des charges

Afin d'estimer la quantité de matières organiques sortant du lac Ontario, il est nécessaire d'en calculer les charges. Comme les données nécessaires à ce calcul sont fragmentaires sur le plan spatio-temporel, il a fallu poser les hypothèses suivantes :

1) Le chenal sud est homogène en ce qui concerne les paramètres pour lesquels on estime la charge.

2) Le chenal nord et le chenal sud ont des concentrations similaires.

3) Les moyennes annuelles de chaque paramètre, calculées à partir de 6 à 12 valeurs mensuelles, sont représentatives de l'ensemble de l'année.

Les charges issues des sédiments en suspension sont obtenues par multiplication de la concentration moyenne annuelle du paramètre (mg/kg) par le débit annuel moyen (pi^3/s), par la concentration moyenne annuelle dans les sédiments et par un coefficient de transformation (8.937×10^{-4}) pour obtenir le résultat en kilogrammes par année. Un procédé semblable a servi au calcul de la charge en milieu aqueux : concentration moyenne annuelle du paramètre (μg/L) multipliée par le débit moyen annuel (pi^3/s) et par un coefficient de transformation (8.937×10^{-1}). Les calculs sont faites pour les paramètres décelés dans plus de 40 % des échantillons prélevés entre 1982 et 1984. Les valeurs inférieures à la limite de détection sont entrées dans les calculs en étant posées égales à la moitié de cette limite.

Les données de débit proviennent de Cornwall. Elles ont décalé de neuf jours la durée approximative du trajet de l'eau depuis l'île Wolfe. Les données sur le débit ne sont pas corrigées pour tenir compte de la contribution (1 %) (Casey et Salbach, 1974) des tributaires du fleuve Saint-Laurent entre l'île Wolfe et Cornwall.

Les estimations des charges dans la fraction aqueuse sont plus semblables que celles des sédiments en suspension si on compare les résultats de l'île Wolfe (tableau 6) à ceux de Niagara-on-the-Lake (1980 et 1981) (Kuntz et Warry, 1983). Cet écart ne s'explique pas seulement par des concentrations inférieures de matières organochlorées dans les sédiments, mais aussi par les concentrations plus faibles des sédiments en suspension (moyenne de 1.4 mg/L à l'île Wolfe entre 1982 et 1984 comparativement à 8.9 ng/L à Niagara-on-the-Lake entre 1979 et 1983) (Kuntz, 1984).

Tableau 6. Estimations des charges des pesticides organochlorés, des BPC et des chlorobenzènes (fréquences > 40 %) du lac Ontario au fleuve Saint-Laurent, de 1982 à 1984

Paramètres	1982	1983	1984	Moy.
	Dans l'eau non filtrée (kg/an)			
α-BHC	1410	1674	1129	1404
γ-BHC	356	165	220	247
Dieldrine	75	60	172	102
	Dans les sédiments en suspension (kg/an)			
BPC	83	48	38	56
DDT total	14	3	4	7
Dieldrine	3	2	3	3
α-BHC	3	1	1	2
1,2,3-Tri	2	12	10	8
1,2,3,4-Tétra	9	6	1	5
Penta	7	5	1	4
Hexa	9	4	2	5

Remarque : Les valeurs inférieures à la limite de détection entrent dans les calculs en étant posées égales à la moitié de cette limite.

Des estimations des charges de pesticides organochlorés et de BPC pour le lac Ontario ont été données par Strachan et Edwards (1984). Ces estimations, qui se rapportent au DDT total, aux BPC, à la dieldrine et au BHC total sont présentées dans le tableau 7. Ce tableau donne aussi les estimations des charges du lac vers le fleuve Saint-Laurent qui ont été déterminées par la présente étude. Un bilan de ces substances pour le lac Ontario devrait tenir compte de tous les aspects y compris les rejets urbains et industriels et le ruissellement provenant de sources diffuses. Il devrait aussi tenir compte des pertes dues à la volatilisation et à l'assimilation par les organismes aquatiques qui émigrent du milieu. Malheureusement, toutes les données nécessaires à l'estimation de ces processus ne sont pas disponibles. Néanmoins, une simple comparaison des données présentées dans le tableau 7 permet de déceler un écart de 82 % pour le DDT total, de 98 % pour les BPC, de 58 % pour la dieldrine et de 76 % pour le BHC total entre, d'une part, les charges combinées provenant de la rivière Niagara et des précipitations et, d'autre part, les

Tableau 7. Estimations des charges des matières organochlorées entrant dans le lac Ontario, d'après les publications, et sortant à la hauteur de l'île Wolfe, de 1982 à 1984

	Estimations des charges venant de la rivière Niagara et des précipitations (kg/an)				Estimations des charges entrant dans le fleuve Saint-Laurent (kg/an)	
Paramètres	Eau†	Sédiments en suspension†	Air†	Total	Eau non filtrée*	Différence (%)
DDT total	60	60	150	270	50‡	82
BPC	1000	1000	2300	4300	100§	98
Dieldrine	100	10	130	240	100	58
BHC total	2300	9	4500	6809	1650	76

* Eau non filtrée = fraction des sédiments dissous et en suspension.
† Données de Strachan et Edwards, 1984.
‡ Valeur estimée = moitié de la limite de détection.
§ Valeur estimée = 0.4 ng/L.

sorties vers le Saint-Laurent. Si on pose l'hypothèse d'un équilibre pour chaque composé et de pertes négligeables dues aux organismes qui émigrent, le tableau 7 porte à croire que la plus grande partie du DDT total, des BPC et du BHC total se volatilise ou bien reste dans le lac Ontario.

CONCLUSIONS

Trois pesticides organochlorés (α-BHC, γ-BHC et dieldrine) sont décelés dans plus de 40 % des échantillons d'eau non filtrée prélevés à l'île Wolfe entre 1982 et 1984. Cependant, la présence d'autres composés dans les échantillons est fort probable car le prélèvement de volumes plus grands, à proximité a permis de déceler davantage de composés organochlorés.

Dans les sédiments en suspension, les BPC, le DDT total, la dieldrine et l'α-BHC sont décelés dans plus de la moitié des échantillons. Cependant, les concentrations sont beaucoup plus faibles que celles qui sont habituellement mesurées dans la rivière Niagara, à la hauteur de Niagara-on-the-Lake. En général, les concentrations de ces contaminants correspondent bien aux résultats d'une étude de la Direction de la qualité des eaux (région de l'Ontario) réalisée dans la même région en 1981. Le mirex et l'α-chlordane sont décelés dans 33 % des échantillons, le β-endosulfan dans 20 %.

Les dérivés fortement chlorés du benzène sont décelés à l'île Wolfe plus souvent que les dérivés moins chlorés. La répartition des chlorobenzènes paraît différente de celle qui est observée à Niagara-on-the-Lake.

L'estimation des charges porte à croire que la plus grande partie des BPC, du DDT total et du BHC total qui entre dans le lac Ontario y reste ou bien se volatilise.

RECOMMANDATIONS

1) Poursuivre le prélèvement d'échantillons en vue de l'analyse des organochlorés à l'île Wolfe afin de suivre l'évolution de ces composés et d'en estimer les charges.

2) Prélever des échantillons plus volumineux d'eau et faire l'extraction sur place au moyen d'un dispositif à contre-courant (Goulden et Anthony, 1985) afin d'abaisser la limite de détection de la plupart des composés organochlorés.

3) Entreprendre une série d'études des chenaux nord et sud du fleuve Saint-Laurent afin d'évaluer la similitude des paramètres et déterminer le caractère représentatif de la station de l'île Wolfe.

4) Déterminer les principales caractéristiques de la circulation dans le bassin de Kingston tributaire du lac Ontario, ceci en collaboration avec l'Institut national de recherche sur les eaux, afin d'évaluer l'influence possible de la baie de Quinte et de la rivière Black sur la station de l'île Wolfe et sur le fleuve Saint-Laurent.

5) Planifier et réaliser en 1987 une étude des contaminants organochlorés de la zone internationale du fleuve Saint-Laurent afin de déterminer l'évolution des principaux polluants et de comparer les résultats avec ceux des études réalisées en 1975, en 1977 et en 1981.

6) Englober, dans les analyses ultérieures, d'autres composés organochlorés tels que le pentachlorophénol (PCP) qui est signalé dans la baie de Quinte (Fox et Joshi, 1984).

7) Mettre au point une méthode statistique pour améliorer l'estimation des charges.

8) Évaluer statistiquement la pertinence de la fréquence d'échantillonnages.

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier Hans Biberhofer, qui s'est occupé des échantillons, et le personnel du Laboratoire national de la qualité des eaux, qui s'est chargé des analyses. Je remercie tout particulièrement Dave Warry, Ken Kuntz, Serge Metikosh, Mike Fox et Claude Langlois qui ont révisé ce rapport.

RÉFÉRENCES

Benezet, H.J., et F. Matsumura. 1973. Isomerization of γ-BHC to α-BHC in the environment. Nature, 243:480-81.

Biberhofer, J., et R.J.J. Stevens. 1985. Organochlorine contamination in ambient waters of Lake Ontario. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario), manuscrit.

Casey, D.J., et S.E. Salbach. 1974. IFYGL stream materials balance study. Dans Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 668-81.

Collin, R.L. 1980. Inplace toxics in the waters of New York. Dans Proc. Conf. Toxic and Hazardous Chemicals, Central New York Water Quality Management Program, pp. 75-85.

Commission mixte internationale. 1978. Accord de 1978 sur la qualité des eaux des Grands lacs. Commission mixte internationale. Canada et États-Unis.

Connell, D.W., et G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. New York: John Wiley and Sons, pp. 162-227.

Durham, R.W., et B.G. Oliver. 1983. History of Lake Ontario contamination from the Niagara River by sediment radiodating and chlorinated hydrocarbon analysis. J. Great Lakes Res., 9(2):160-68.

Eisenreich, S.J., B.B. Looney, et J.D. Thornton. 1981. Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Environ. Sci. Technol., 51:30-38. (Cité dans Strachan et Edwards, 1984.)

Environnement Canada. 1986. *Manuel des méthodes analytiques*. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ontario).

Fox, M.E., J.H. Cary, et B.G. Oliver. 1983. Compartmental distribution of organochlorine contaminants in the Niagara River and the western basin of Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9(2): 287-94.

Fox, M.E., et S.R. Joshi. 1984. The fate of pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 10(2):190-96.

Frank, R., A.E. Armstrong, R.G. Boelens, H.E. Braun, et C.W. Douglas. 1974. Organochlorine insecticide residues in sediment and fish tissues, Ontario, Canada Pestic. Monit J., 7:165-80.

Frank, R., R.L. Thomas, M. Holdrinet, A.L.W. Kemp, et H.E. Braun. 1979. Organochlorine insecticides and PCB in surficial sediments (1968) and sediment cores (1976) from Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 5(1): 18-27.

Frank, R., R.L. Thomas, M.V.H. Holdrinet, Et V. Damiani. 1980. Note PCB residues in bottom sediments collected from the Bay of Quinte, Lake Ontario 1972-73. J. Great Lakes Res., 6(4): 371-76.

Goulden, P.D., et D.H.J. Anthony. 1985. Design of a large sample extractor for the determination of organics in water. Contribution nº 85-121 de l'INRE. Institut national de recherche sur les eaux, Burlington (Ontario).

Harris, C.R., et J.R.W. Miles. 1975. Pesticide residues in the Great Lakes region of Canada. Residue Rev., 57:27-79.

Holdrinet, M. Van Hove, R. Frank, R.L. Thomas, et J.L. Helging. 1978. Mirex in the sediments of Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 4(1): 69-74.

Kaiser, K.L.E. 1974. Mirex, an unrecognized contaminant of fishes from Lake Ontario. Science, 185:523-25.

Kuntz, K.W. 1984. Contaminants toxiques dans la rivière Niagara, 1975 à 1982. Étude nº 134, Collection des rapports techniques, Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Kuntz, K.W. 1985. Contaminants in bottom sediments of the St. Lawrence River in June 1975. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario), Document interne.

Kuntz, K.W., et N.D. Warry. 1983. Chlorinated organic contaminants in water and suspended sediments of the lower Niagara River. J. Great Lakes Res., 9(2):241-48.

Malaiyandi, M., K. Muzika, et F.M. Benoit. 1982. Isomerization of γ-hexachlorocyclohexane to its α-isomer by ultra-violet light irradiation. J. Environ. Sci. Health, A17:299-311. Cité dans Strachan et Edwards, 1984.)

Martin, J., et C.R. Worthing, eds. 1974. *Pesticides Manual*, 4th ed. British Crop Protection Council. Lavenham, U.K.: Lavenham Press Ltd. (Cité dans Strachan et Edwards, 1984.)

McCrea, R.C., J.D. Fisher, et K.W. Kuntz. 1985. Distribution of organochlorine pesticides and PCBs between aqueous and suspended sediment phases in the lower Great Lakes region. Water Pollut. Res. J. Can., 20(1):67-77.

Merriman, J. 1985. Organic contaminants in bottom and suspended sediments of the international section of the St. Lawrence River. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario). Rapport inédit.

Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallett, et J.A. Ellenton. 1984. Using the herring gull to monitor levels and effects of organochlorine contamination in the Canadian Great Lakes. Dans *Toxic Contaminants in the Great Lakes*, préparé par J.O. Nriagu et M.S. Simmons, pp. 426-52. New York: John Wiley and Sons.

Mirex Task Force. 1977. Mirex in Canada, a Report of the Task Force on Mirex, April 1, 1977, to the Environmental Contaminants Committee of Fisheries and Environment Canada and Health and Welfare Canada. Tech. rep. 77-1. Pêches et Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada, Ottawa (Ontario).

Oliver, B.G. 1984. Distribution and pathways of some chlorinated benzenes in the Niagara River and Lake Ontario. Water Pollut. Res. J. Can., 19(1):47-57.

Oliver B.G., et K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. Environ. Sci. Technol., 16(8):532-36.

Oliver, B.G., et K.D. Nicol. 1984. Chlorinated contaminants in the Niagara River 1981-1983. Sci. Total Environ., 39:57-70.

Pickett, R.L. et S. Bermick. 1977. Observed resultant circulation of Lake Ontario. Limnol. Oceanogr., 22:1071-76.

Pickett, R.L., and D.A. Dossett. 1979. Mirex and the circulation of Lake Ontario. J. Phys. Oceanogr., 9(5):441-45.

Robinson, J. 1973. Dynamics of pesticide residues in the environment. Dans *Environmental Pollution by Pesticides,* préparé par C.A. Edwards, p. 459. London: Plenum Press. (Cité dans Connell and Miller, 1984.)

Scrudato, R.J., et A. DelPrete. 1982. Lake Ontario sediment-mirex relationships. J. Great Lakes Res., 8(4):695-99.

Simons, T.J. 1975. Verification of numerical models of Lake Ontario. II. Stratified circulations and temperature changes. J. Phys. Oceanogr., 5:98-110.

Strachan, W.M.J., et H. Huneault. 1979. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Great Lakes precipitation. J. Great Lakes. Res., 5(1):61-68.

Strachan, W.M.J., et C.J. Edwards. 1984. Organic Pollutants in Lake Ontario. Dans *Off-prints from Contaminants in the Great Lakes,* préparé par J.O. Nriagu et M.S. Simmons, pp. 239-64. New York: John Wiley and Sons.

Suns, K., G.E. Crawford, D.D. Russel, et R.E. Clement. 1985. Temporal Trends and Spatial Distribution of Organochlorine and Mercury Residues in Great Lakes Spottail Shiners (1975-1983). Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Rexdale (Ontario).

United States Environmental Protection Agency. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants, Vol. 1 et 2, EPA-440/4-79-029a et EPA-440/4-79-029b. Office of Water Planning and Standards, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency. 1980. Ambient Water Quality Criteria for DDT. EPA-440/5-80-038. Office of Water Planning and Standards, Washington, D.C.

Warry, N.D., et C.H. Chan. 1981. Organic contaminants in the suspended sediments of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 7(4):394-403.

ANNEXE A

FRÉQUENCE DES ORGANOCHLORÉS À LA HAUTEUR DE L'ÎLE WOLFE, DE 1982 À 1984

Tableau A-1. Concentrations des pesticides organochlorés (ng/L, fréquence >40 %) dans l'eau non filtrée prélevée à l'île Wolfe

Année	Janv.	Fév.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy.
						α-BHC (94 %)							
1982	–	–	–	8.8	6.7	5.4	5.2	6.9	6.4	7.3	1.0	5.0	5.9
1983	4.9	3.1	3.5	13.8	<0.4	<0.4	6.0	5.4	4.3	4.9	10.6	6.3	6.9
1984	5.8	6.7	3.4	6.3	5.1	–	4.2	2.7	3.6	3.0	4.1	4.5	4.5
						γ-BHC (88 %)							
1982	–	–	–	2.3	1.4	1.8	1.6	2.5	1.3	1.2	<0.4	1.0	1.5
1983	1.1	1.3	1.0	1.3	<0.4	0.5	<0.4	0.7	<0.4	0.5	0.6	0.6	0.7
1984	0.6	0.7	1.2	1.3	0.9	–	0.8	0.8	0.8	0.6	0.9	9.0	0.9
						Dieldrine (41 %)							
1982	–	–	–	<0.4	0.5	0.5	<0.4	0.6	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.3
1983	<0.4	<0.4	0.5	0.5	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	<0.4	0.3
1984	<0.4	<0.4	1.6	<0.4	0.6	–	1.1	0.5	0.7	1.1	0.5	0.8	0.7

Tableau A-2. Concentrations des pesticides organochlorés et des BPC (ng/g, fréquence >50 %) dans les sédiments en suspension prélevés à l'île Wolfe

Année	Janv.	Fév.	Mars.	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy.
						tDDT (90 %)							
1982	–	–	–	29	58	36	–	13	18	33	42	23	32
1983	6	18	26	–	11	14	6	<4	<4	13	11	16	11
1984	28	27	29	27	20	–	11	<4	4	7	9	7	16
						BPC (93 %)							
1982	–	–	–	110	360	200	–	100	310	130	160	170	190
1983	330	200	110	–	120	<90	230	170	200	150	140	130	170
1984	170	140	230	150	120	–	200	<90	90	130	130	120	140
						Dieldrine (83 %)							
1982	–	–	–	<4	<4	21	–	<4	10	5	6	6	7
1983	<4	17	<4	–	16	<4	6	5	8	4	7	6	7
1984	9	9	22	29	18	–	17	4	6	7	8	7	12
						α-BHC (53 %)							
1982	–	–	–	<4	<4	29	–	5	10	6	5	4	8
1983	5	7	6	–	9	13	<4	<4	<4	<4	<4	<4	5
1984	5	<4	10	8	<4	–	9	<4	<4	5	<4	<4	4

Tableau A-3. Concentrations des pesticides organochlorés (ng/g, fréquence >20 % et <50 %) dans les sédiments en suspension prélevés à l'île Wolfe

Année	Janv.	Fév.	Mars.	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.
						Mirex (33 %)						
1982	–	–	–	10	10	<4	–	<4	<4	<4	7	6
1983	12	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	7
1984	8	5	6	5	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4
						α-Chlordane (33 %)						
1982	–	–	–	<4	<4	21	–	<4	27	16	9	9
1983	<4	<4	<4	–	6	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
1984	5	4	8	7	17	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4
						β-Endosulfan (20 %)						
1982	–	–	–	<4	<4	<4	–	4	19	15	5	5
1983	5	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
1984	<4	<4	<4	<4	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4

Tableau A-4. Concentrations des chlorobenzènes (ng/g, fréquence > 40 %) dans les sédiments en suspension prélevés à l'île Wolfe

Année	Janv.	Fév.	Mars.	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy.
						1,2-Di (40 %)							
1982	–	–	–	–	–	<50	–	<50	<50	<50	<50	<50	–
1983	<50	<50	<50	–	<50	<50	480	370	660	260	280	370	–
1984	220	150	330	180	100	–	<50	<50	<50	<50	<50	<50	–
						1,2,4-Tri (54 %)							
1982	–	–	–	–	–	< 5	–	<5	6	<5	<5	8	4
1983	9	<5	<5	–	16	25	39	25	147	<5	62	131	42
1984	88	62	125	80	37	–	<5	<5	<5	<5	<5	<5	37
						1,2,3,4-Tétra (64 %)							
1982	–	–	–	–	–	50	–	26	11	19	16	7	22
1983	7	9	<5	–	44	95	10	9	11	<5	5	30	20
1984	<5	6	8	10	<5	–	<5	<5	<5	<5	<5	<5	4
						Penta (57 %)							
1982	–	–	–	–	–	37	–	22	7	13	10	7	16
1983	16	<4	< 4	–	28	56	10	11	21	<4	<4	23	16
1984	<4	7	6	7	<4	–	<4	<4	<4	<4	<4	<4	3
						Hexa (89 %)							
1982	–	–	–	–	–	8	–	54	9	21	19	11	20
1983	38	<4	<4	–	15	16	16	15	18	8	11	12	14
1984	9	11	6	9	5	–	7	<4	9	7	8	8	7